



**KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET**

Common implementation strategy – Guidance on setting mixing zones
under the EQS-directive (2008/105/EC)

Vurdering av retningslinjens betydning for norske forhold

TA
2724
2010

Forord

Denne rapporten er utarbeidet for Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) ved kontrakt nr. 10433. Rapporten er et ledd i arbeidet med å gjennomføre EUs vanndirektiv i Norge. I rapporten er retningslinjen *Common implementation strategy guidance on setting mixing zones under the EQS directive (2008/105/EC)* blitt vurdert. Denne retningslinjen angir hvordan innblandingssoner i vannforekomster kan fastsettes. Det er gjort vurderinger om hvorvidt retningslinjen kan benyttes slik den foreligger, eller om det må gjøres tilpasninger til norske forhold.

Sissel Brit Rannekleiv har vært prosjektleder, mens Jarle Molvær og Torulv Tjomsland har hatt ansvaret for problemstillinger fra henholdsvis kystvann og ferskvann. Lars Gunder Golmen har kommet med innspill underveis. Kontaktperson hos Klif har vært Kjersti Anne Furset.

Takk til alle for innsatsen!

Oslo, 2. desember 2010

Sissel Brit Rannekleiv
Forsker

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 4 |
| English summary | 5 |
| 1. Innledning | 6 |
| 2. Fastsetting av innblandingssoner | 8 |
| 2.1 Innblandingssoner | 8 |
| 2.2 EUs retningslinje for fastsetting av innblandingssoner..... | 10 |
| 2.3 NIVAs vurdering av retningslinjen..... | 12 |
| 3. Behov for tilpasning til norske vannforekomster..... | 13 |
| 3.1 I hvilke vannforekomster vil det være aktuelt å fastsette innblandingssoner?..... | 13 |
| 3.2 Fastsetting av innblandingssoner i elv og innsjø i Norge | 14 |
| 3.2.1 Elv | 14 |
| 3.2.2 Innsjø..... | 14 |
| 3.2.3 Tilpasninger for elver og innsjøer i Norge | 16 |
| 3.3 Fastsetting av innblandingssoner i fjorder og kystvann..... | 16 |
| 3.3.1 Fjorder | 16 |
| 3.3.2 Skjærgård og kystvann..... | 21 |
| 3.3.3 Tilpasninger for fjorder og kystvann i Norge..... | 23 |
| 3.4 Metodikk og kriterier for fastsetting av innblandingssoner | 24 |
| 4. Ressursbruk og kostnader | 25 |
| 5. Konklusjon..... | 28 |
| 6. Referanser..... | 29 |

Sammendrag

I denne rapporten er retningslinjen *Common implementation strategy guidance on setting mixing zones under the EQS directive (2008/105/EC)*/Felles implementeringsstrategi - retningslinjer for bestemmelse av innblandingssoner under EQS-direktivet (2008/105/EC) blitt gjennomgått og vurdert med hensyn til norske forhold. Med innblandingssone menes her den delen av en vannforekomst, begrenset til umiddelbar nærhet av et punktutslipp, hvor forvaltningsmyndighetene tillater at EQS-verdier (også kalt grenseverdier for miljøkvalitetsstandarder) overskrides, forutsatt at EQS-verdiene i den resterende delen av vannforekomsten overholdes. Retningslinjen har blitt utformet for de 33 prioriterte stoffene gitt i Vedlegg 1A i EQS-direktivet.

Begrepet innblandingssoner har vært i bruk siden 1980-tallet, men da ofte gitt betegnelsen initialfortynningen eller primærfortynningen. Innblandingssonen har da beskrevet den umiddelbare fortynningen av et utslipp til en vannforekomst, og angitt påvirkningsgraden i form av akutte og kroniske effekter.

Retningslinjen fra EU er utarbeidet som et trinnvis skjematisk flytdiagram, fra nivå 0 til nivå 4, hvor man for hvert nivå skal gjøre vurderinger av utslippet. Fra nivå 0 og oppover er det en gradvis økning i kompleksitet, krav til kunnskap, detaljeringsgrad og behov for ressurser. I nivå 0 og nivå 1 skal det gjøres en vurdering av utslippet, hvor det kreves kjennskap om tilstedeværelse og eventuell konsentrasjoner av aktuell miljøgift, samt noe informasjon om forventet fortynning i vannforekomsten. Enkle beregninger av innblandingssonens utstrekning gjøres i nivå 2, mens detaljerte og omfattende undersøkelser ved bruk av modeller kreves i nivå 3 og 4. Før en innblandingssone kan etableres i en vannforekomst er det påkrevd bl.a. at utslippet er kontrollert gjennom bruk av best tilgjengelig teknikk (BAT, for IPPC-bedrifter), samt at det er tatt hensyn til at sårbare/beskyttede områder er sikret.

Metodikken med de tilnærmelser og modeller som er benyttet til å fastlegge innblandingssoner i retningslinjen fra EU, tilsvarende langt på vei den praksis som benyttes i Norge i dag. Retningslinjen dekker derimot ikke flere typiske typer norske vannforekomster. Dersom retningslinjen skal tas i bruk i Norge, må tilpasninger gjøres for dimiktiske innsjøer (sirkulerer vår/høst og stagnerer sommer/vinter), fjorder og visse forhold i marine vannforekomster.

Det bør også nevnes at det er noe uoverensstemmelse mellom den miljøforvaltningen som er beskrevet i retningslinjen, og den norske måten å håndtere miljøspørsmål på. Dersom retningslinjen skal oversettes til norsk bør det avklares hvordan dette skal løses.

Generelt anser NIVA at retningslinjen er velegnet, med effektive, robuste og fleksible løsninger. For forvaltningen og industrien mener vi at retningslinjen vil kunne fungere som et nyttig verktøy.

English summary

In this report the guideline *Common implementation strategy guidance on setting mixing zones under the EQS directive (2008/105/EC)* has been reviewed and evaluated with respect to the Norwegian environment. Mixing zone is here defined as that part of a body of surface water restricted to the proximity of the point of discharge within which the Competent Authority is prepared to accept EQS exceedance, provided that it does not affect the compliance of the rest of the water body with the EQS. In the guideline, contaminant of concern refers to substances that are listed in Annex 1A of Directive 2008/105/EC, and constitute today 33 priority substances.

The term regulatory mixing zone (RMZ) has been widely used since the mid-1980s, and is a definition which allows for the initial dilution of a discharge rather than imposing strict end-of-pipe concentration requirements. In this impact zone water quality criteria may be exceeded, and the chronic and acute toxic conditions are determined.

The guideline provided from the EC is designed as a tiered approach, from level 0 to level 4, with increasing complexity and requirements for data, knowledge, and resources. At each tier the aim is to identify those discharges that do not give cause for concern, and highlight discharges that require action to reduce the size of the mixing zone. In tier 0 and 1, the presence and initial screening of contaminant of concern is performed, while in tier 2 a simple approximation of the mixing zone is assessed. The detailed and complex studies are performed in tier 3 and 4, and the use of computer-based modelling techniques is required. Before a mixing zone is established, implementation of best available technique (BAT) is a prerequisite for point source discharges that comply with IPPC. In addition, protected and sensitive areas should be secured against adverse effects of the mixing zone.

The methods and approaches for setting mixing zones, as stated in the guideline, comply with the current Norwegian standards. The guideline has been written to cover the large majority of water bodies across Europe, but adjustment to specific national situations may be expected. For Norway some characteristic common water bodies are not covered in the guideline. If the guideline will be implemented in Norway, adaptations have to be done for dimictic lakes, fjords, and some marine waters. It should also be mentioned that some discrepancies exist between the environmental management described in the guideline and the Norwegian manner of handling environmental issues.

In general, NIVA consider the guideline as a suitable tool for the establishment of mixing zones. The guideline offers efficient, robust, and flexible solutions, and it will be useful for the Competent Authority and industry.

1. Innledning

I denne rapporten er retningslinjen *Common implementation strategy guidance on setting mixing zones under the EQS directive (2008/105/EC)*/Felles implementeringsstrategi - retningslinjer for bestemmelse av innblandingssoner under EQS-direktivet (2008/105/EC) blitt vurdert med hensyn til norske forhold. Denne retningslinjen (Batty et al., 2010) er utarbeidet i samsvar med framgangsmåte angitt i Artikkel 9 (2) og 4 i EQS-direktivet, vedrørende Mixing zones, heretter kalt innblandingssoner. Begrepet innblandingssoner må ikke forveksles med blandsoner, som ofte betegner overgangsvann mellom elv og marint kystvann, som veksler mellom å ha kystvanns- og ferskvannskarakter (Moy et al., 2003). Med innblandingssone menes her den delen av en vannforekomst begrenset til umiddelbar nærhet av et punktutslipp hvor forvaltningsmyndighetene tillater at EQS-verdier (også kalt grenseverdier for miljøkvalitetsstandarder) overskrides, forutsatt at EQS-verdiene i den resterende delen av vannforekomsten overholdes. For vurdering av EQS-verdier må man ta hensyn til både årlig gjennomsnitt og maks. verdier.

Artikkel 4 i EQS-direktivet åpner for at innblandingssoner kan etableres ved punktutslipp i vannforekomster, men det er lagt visse føringer for hvordan disse skal håndteres. Dette er beskrevet i detalj i Artikkel 4 og Artikkel 7 i EQS-direktivet med ytterligere henvisninger til Vanddirektivet (2000/60/EC). Innholdet kan i korthet oppsummeres i følgende punkter:

- Dersom innblandingssoner i en vannforekomst er etablert, skal dette synliggjøres i forvaltningsplanene
- Hvilke tilnærmelser og metoder som er benyttet for å definere innblandingssoner skal fremkomme
- Hvilke tiltak/mål som er tatt i bruk for å redusere omfanget av innblandingssonen skal vises
- Omfanget av innblandingssonen er begrenset til den umiddelbare nærheten av utslippet
- For bedrifter omfattet av IPPC-direktivet er det en forutsetning at utslippet er kontrollert gjennom bruk av best tilgjengelig teknikk (BAT)
- Tilbørlig hensyn til sårbare/beskyttede områder må sikres
- En teknisk retningslinje for identifikasjon av innblandingssoner skal vedtas

Den tekniske retningslinjen har blitt utarbeidet av arbeidsgruppe E i CIS (*Common Implementation Strategy*, <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/objectives/implementationen.htm>), som skal møte utfordringer relatert til harmoniseringer og koordineringer av Vanddirektivet. Dersom et land velger å innføre innblandingssoner forventes det at retningslinjen følges, selv om dette ikke er juridisk bindende. Retningslinjen beskriver hovedprinsipper for utforming av innblandingssoner, og med ønske om at dette utføres på en harmonisert måte i Europa. Dette vil sikre at man i størst mulig grad håndterer vannforekomster som krysser flere land på en ensartet måte og at innblandingssoner utformes på en mest mulig homogen måte. Med bakgrunn i de store variasjoner i vannforekomster og miljøbelastninger på tvers av Europa forventes det derimot at nasjonale tilpasninger må gjøres.

I denne rapporten har retningslinjen blitt belyst i forhold til hva den kan bety for norske forhold, hvilke særskilte tilpasninger som må vurderes for norske forhold, vurderinger/estimer i forhold til kostnader/ressursbruk og informasjon om hvordan standardisert kriterier/matriser kan benyttes for å bestemme innblandingssoner. Til slutt er det gitt eksempler på hvordan innblandingssoner kan fastsettes i forskjellige vannforekomster under ulike situasjoner.

I rapporten har det vært fokusert på punktutslipp fra bedrift/anlegg med tillatelse til utslipp, enten i form av en egen tillatelse, eller regulert gjennom forskrift. Avrenning fra landbruk, elv som punktutslipp og utlekking fra sedimenter er ikke vurdert i denne rapporten. Utslipp fra nedlagte gruver er kommentert i rapporten.

Retningslinjen har blitt utformet for de 33 prioriterte stoffene gitt i Vedlegg 1A i EQS-direktivet. Disse stoffene refereres til som stoffer, miljøgifter eller prioriterte stoffer i rapporten. Vannforskriften dekker alle miljøgifter som slippes ut i betydelige mengder til en vannforekomst. Ved utarbeidelse av en veileder, vil det være naturlig også å inkludere andre miljøgifter enn de prioriterte stoffene.

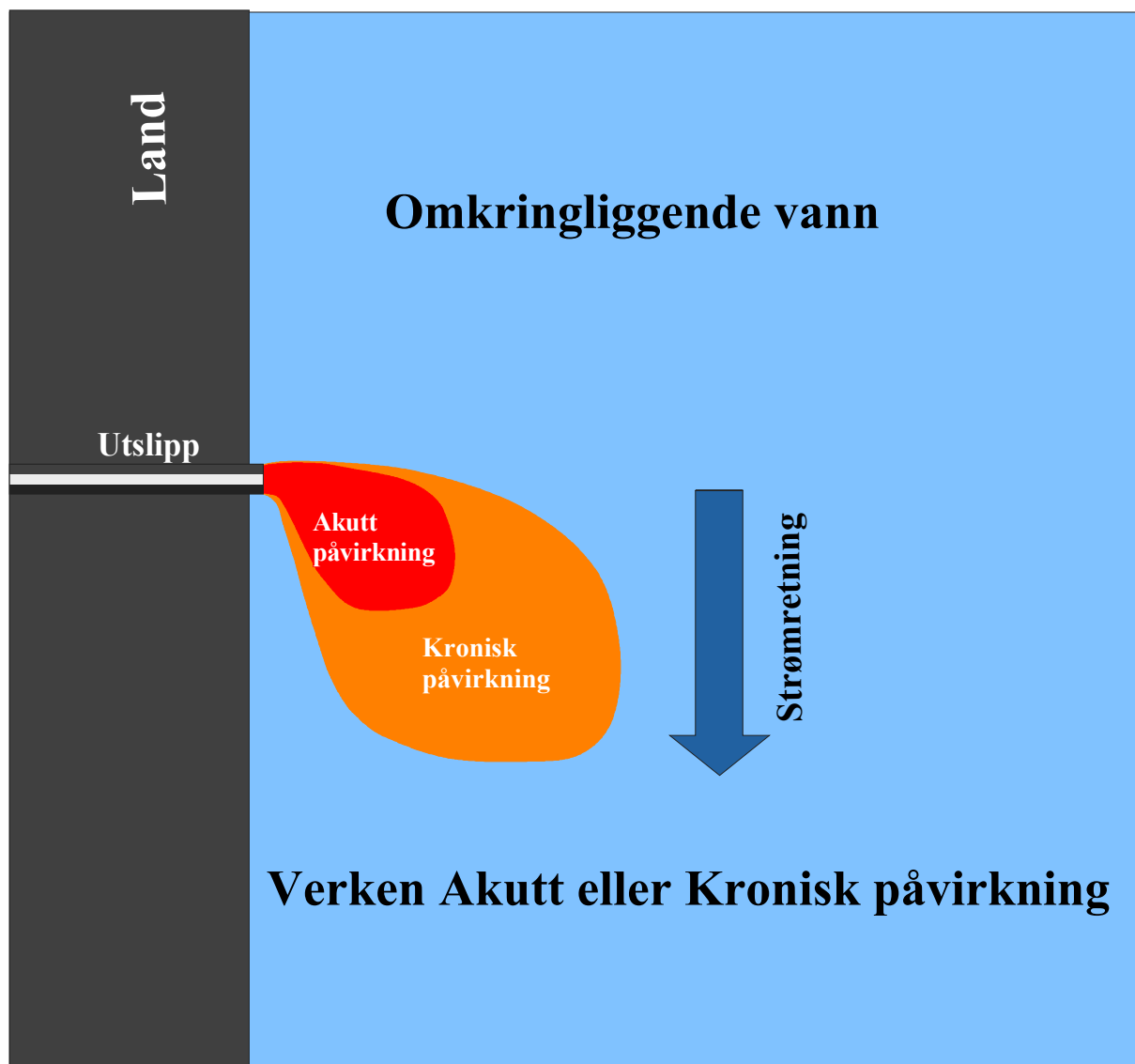
Denne rapporten kan ikke benyttes som en retningslinje for fastsettelse av norske innblandingssoner.

2. Fastsetting av innblandingssoner

I følge EQS-direktivet (2008/105/EC, Artikkel 9 (2)) er et lands ansvarlig myndighet pliktig til å fastsette og utforme innblandingssoner. For å kunne i møtekomme dette kravet har det blitt utviklet en retningslinje som beskriver hvordan innblandingssoner kan fastsettes. Videre i dette kapitlet er noen begreper definert, retningslinjen er beskrevet i korthet og tilslutt er NIVAs vurdering av retningslinjen gitt.

2.1 Innblandingssoner

Begrepet innblandingssoner har vært i bruk siden 1980-tallet, men da gitt betegnelsen initialfortynning eller primærfortynning, og angir den umiddelbare fortynningen til et utslipp i en resipient. En skisse som viser prinsippet for en innblandingssone og hvordan den kan ha akutt eller kronisk påvirkningsgrad er vist i **Figur 1**.



Figur 1. Prinsippskisse av en innblandingssone med akutt og kronisk påvirkning. Vannkvalitetskriterier(EQS-verdier) skal gjelde ved grensen for innblandingssonen og utenfor, men ikke i selve sonen.

Primærfortynning er hovedsakelig bestemt av avløpsstrålens energi og tetthetsforskjeller mellom utslippet og omliggende vannmasser. Primærfortynningen kan økes vesentlig ved bruk av diffusor der avløpsvannet med stor hastighet slippes ut gjennom mange små hull (se **Figur 10**) Dette benyttes i stor grad i industriutslipp og for avløpshåndtering for å oppnå stor fortynning, lave konsentrasjoner og for å unngå at avløpsvann når overflaten.

En innblandingssone har utstrekning i rom og tid, og vil i stor grad være styrt av hydromorfologiske¹ forhold i resipienten. Ved utslipp til en vannforekomst vil avløpsvannet blande seg langsgående, på tvers og vertikalt med resipientvannet, og vil i tillegg være påvirket av sesong, meteorologiske og tidsmessige forhold. Dette tilsier at man må ha en viss informasjon om faktorer som påvirker innblandingssonen over tid og rom, sammen med romlige og tidsmessige forhold i det akvatiske økosystemet, variasjoner i utslippet, skiftninger i vannføringen, strømningsforhold, overflatebølger/seiches og tidevann, samt innblandinger av ferskvann/sjøvann. Måten et utslipp blander seg i en vannforekomst vil være spesifikt for hvert enkelt tilfelle. I noen tilfeller, slik som i store elver eller smale elvemunninger, vil fullstendig blanding av utslippet kunne skje flere kilometer fra utløpet, mens full gjennomblending ikke skjer hvor det er stratifikasjon. Under utforming av en innblandingssone må man i tillegg forsikre seg om at beskyttede områder er tilstrekkelig vernet. Med beskyttede områder menes her:

- Vannforekomster benyttet og tiltenkt for uttak av drikkevann
- Områder utpekt for vern av økonomiske interesser knyttet til akvatiske arter
- Vannforekomster benyttet til rekreasjonsformål
- Områder følsomme for næringsstoffer
- Områder utpekt for beskyttelse av habitater eller arter

Utfyllende informasjon om beskyttede områder er gitt i Vannforskriften, Vedlegg IV.

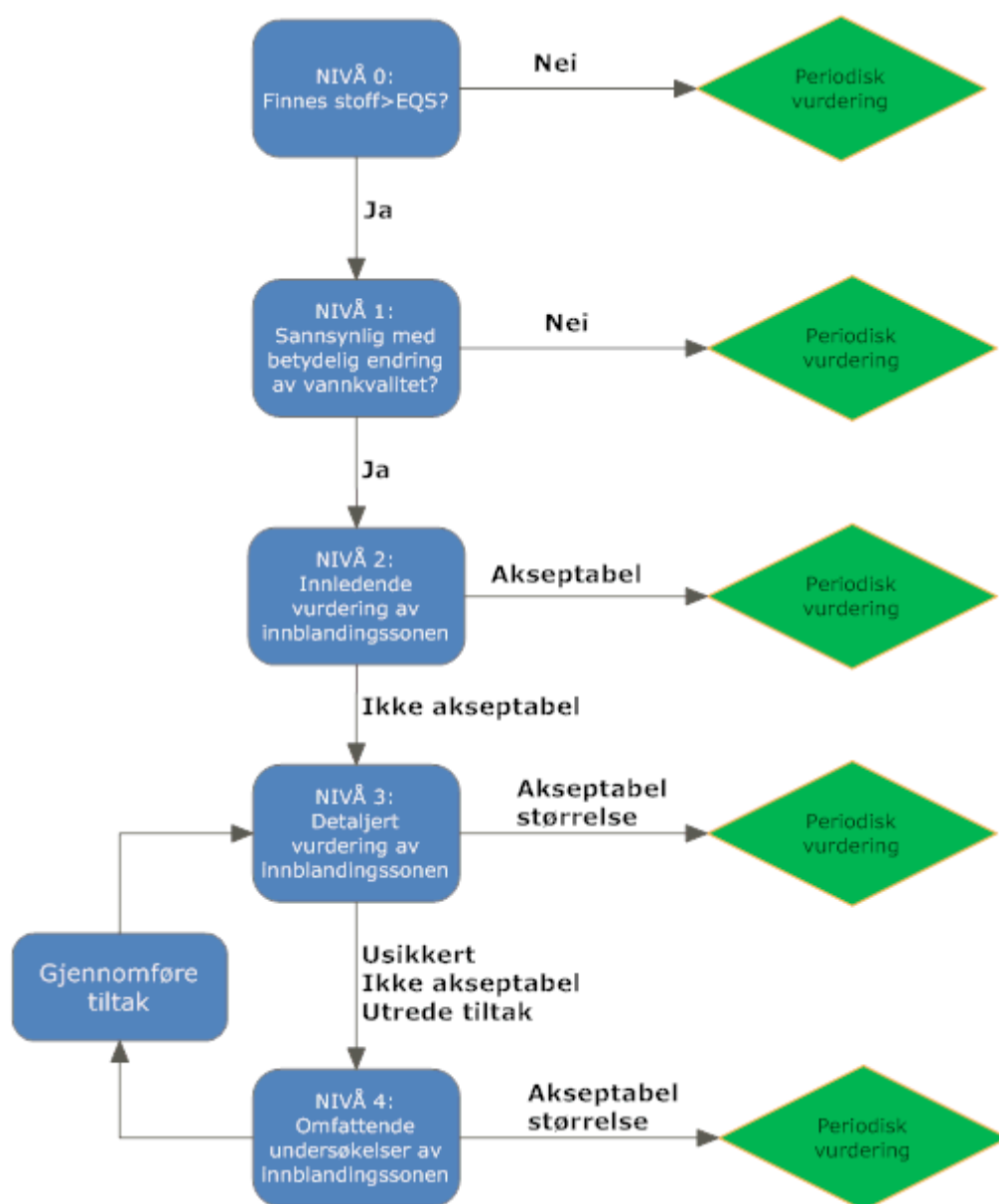
Under etablering av innblandingssoner må man dessuten ta hensyn til utslippets karakter og egenskapene til de ulike miljøgiftene som skal vurderes. Av egenskaper her vil f.eks. være om miljøgiften bindes til suspendert partikulært materiale og transporteres bort for å avsettes utenfor innblandingssonen, eller om miljøgiften felles ut rett utenfor utløpet. I tillegg må miljøgiftens toksikologiske egenskaper vurderes, slik som giftighet, samt evnen til å være biotilgjengelig og bioakkumulerbar (Artikkel 3 (3) i EQS-direktivet).

Som beskrevet ovenfor vil innblandingssoner være dynamiske systemer. Fastsetting av disse vil være utfordrende, og krever kunnskap om en rekke forhold i en vannforekomst. For å kunne fastsette innblandingssoner vil det være nødvendig å ta i bruk modeller som predikerer spredningsmønsteret til et utslipp. Slike dynamiske modeller benyttes i dag og har varierende kompleksitet. For forvaltningsmyndighetene som er ansvarlige for fastsetting av innblandingssoner vil det være ønskelig å kunne vise til en risikobasert og overkommelig tilnærming til problemstillingen, slik at alle relevante faktorer er håndtert på et høvelig nivå. Det er ønskelig å håndtere innblandingssoner enhetlig, både nasjonalt og innenfor EU, slik at disse kan administreres og bestemmes effektivt. Retningslinjen anses å være effektiv, robust og fleksibel, og er utformet slik at den skal dekke generelle vannforekomster i Europa. En mer detaljert beskrivelse av nivåene i retningslinjen er gitt under.

¹ Hydromorfologiske egenskaper: vannets strømningsmønster, temperatur og saltholdighet (sjøvann), samt bunnens og breddens form og beskaffenhet

2.2 EUs retningslinje for fastsetting av innblandingssoner

EU har utarbeidet en retningslinje for hvordan innblandingssoner kan fastsettes (Batty et al., 2010). Retningslinjen er utarbeidet som et trinnvis skjematisk flyttdiagram, fra nivå 0 til nivå 4, hvor man for hvert nivå skal gjøre vurderinger av utslippet, med gradvis økning i kompleksitet, krav til kunnskap og detaljeringsgrad (**Figur 2**). I det etterfølgende beskrives metodikken kort. For en utfyllende beskrivelse henvises til Batty et al. (2010).



Figur 2. Skjematisk skisse som viser oppbygningen av den trinnvise retningslinjen for fastsettelse av innblandingssoner. Med periodisk vurdering menes her for eksempel at dersom nye stoffer legges til listen over prioriterte stoffer må utslippet vurderes på nytt, dersom utslippet endrer karakter, eller dersom krav i henhold til overvåkning i Vanndirektivet må oppfylles.

Man kan i utgangspunktet tenke seg enten et eller flere nærliggende punktutslipp hvor det slippes ut en eller flere miljøgifter/stoffer. På hvert nivå tas det sikte på å identifisere de utslippene som:

- ikke gir grunnlag for bekymring mht. skader på miljøet
- kan kreve tiltak for å redusere størrelsen av innblandingssonen

Nivå 0: Overordnet vurdering

Her skal først avgjøres om utslippet inneholder stoffer fra listen i EQS-direktivet. Hvis dette er tilfelle skal man vurdere konsentrasjonene i avløpsvannet, og sammenholde disse med EQS-verdiene (årlig og maks.). Hvis det i resipienten kan opptre konsentrasjoner høyere enn EQS-verdiene gjøres vurderinger på Nivå 1.

Hvis avløpsvannet ikke inneholder de prioriterte stoffene eller konsentrasjonen i avløpsvannet er lavere enn EQS-verdiene (årlig og maks.), er det ikke behov for å fastsette en innblandingssone.

Nivå 1: Innledende vurdering

På dette nivået vurderes de stoffene som på foregående nivå ble identifisert som potensielt farlige. Ved enkle beregninger av fortynning og konsentrasjoner ved ulike avstander fra utslippet vil man igjen forsøke å identifisere dem som ganske opplagt ikke er farlige. Her kan anvendes ulike metoder for vurderinger av utslipp til elver, innsjøer, fjorder og kystvann – og førevar-prinsippet kan/bør brukes.

For utslipp der resultatene av slike enkle beregninger og vurderinger viser sannsynlighet for betydelig forverring av vannkvalitet, inneholder for stor usikkerhet mht. størrelsen av overskridelsen av EQS-verdier (årlig og maks.) eller av størrelsen på innblandingssonen, må man anvende Nivå 2 eller eventuelt gå direkte til Nivå 3..

Nivå 2: Enkle beregninger av innblandingssonens utstrekning

I motsetning til de to foranstående nivåene er målet her en første kvantifisering av størrelsen av vannmassen der EQS-verdiene (årlig og maks.) overskrides. Til dette brukes gjerne matematiske modeller. Her skal det klart fremkomme om en innblandingssone uten tvil er enten akseptabel eller uakseptabel. På dette nivået vurderes om innblandingssonen har:

- akseptabel størrelse: i så fall kan den defineres slik uten videre innsats og vilkårene gitt for tillatelse av det berørte utslippet kan fastsettes
- uakseptabel størrelse: i så fall vurderes tiltak for å redusere størrelsen
- for usikker størrelse: i så fall behøves mer avanserte beregninger, dvs. bruk av Nivå 3.

Nivå 3: Detaljerte beregninger av innblandingssonens utstrekning

På dette nivået er hensikten å gi en sikker beskrivelse av vannmassen der EQS-verdier (årlig og maks.) ikke oppnås. Dette omfatter variasjon i rom og tid av både utslippsmengde, størrelse på innblandingssonen og konsentrasjoner. Hyppighet og varighet av høye konsentrasjoner vil være en hovedsak. For dette kreves noe avansert modelleringsarbeid og sannsynligvis vil det

oftest være behov innsamling av data til kalibrering av modellen (for å se validere modellen) gjennom målinger og prøvetaking.

Nivå 4: Omfattende undersøkelser av innblandingssonens utstrekning (valgfritt)

Etter beregninger og vurderinger under Nivå 3 kan det fortsatt være betydelig usikkerhet mht. utstrekningen av innblandingssonen. Hittil har man i stor grad benyttet kombinasjoner av eksisterende data og modeller, men dersom dette ikke er tilstrekkelig vil det være aktuelt å gjøre feltundersøkelser for bl.a. å:

- verifisere omfanget av innblandingssonen for å dokumentere at resultatene fra beregningene utført med modell er i overensstemmelse med de faktiske forhold
- forbedre datagrunnlaget for beregninger og vurderinger
- gjenta beregninger under Nivå 3 med bedre datagrunnlag, eller gjøre nye beregninger med mer avanserte og presise modeller (Nivå 4)

Feltundersøkelsene kan omfatte prøvetaking og analyser av sedimenter, organismer, vann, samt hydrografiske målinger, og av avløpsvann.

I retningslinjen er Nivå 4 angitt som valgfritt, og innføring av en ”investigative study” anses som et nasjonalt anliggende. Det vises til at medlemsstaten selv må utvise skjønn om de anser Nivå 4 nødvendig, og at det skal ikke tolkes som innføring av krav til mer overvåkning.

2.3 NIVAs vurdering av retningslinjen

Teknisk kan vi anbefale retningslinjen som er utarbeidet for fastsetting av innblandingssoner. Vi mener den vil være til god hjelp for forvaltningen og det vil kunne sikre en helhetlig harmonisering for hvordan innblandingssoner skal fastsettes. Modeller og tilnærmelser for fastsetting av innblandingssoner tilsvarer langt på vei nåværende praksis i Norge. Denne metodikken har vært nyttig og det er dermed grunn til å ”formalisere den” ved å fastsette innblandingssoner for utslipp i/til norske vannforekomster. I forhold til retningslinjen må det gjøres visse tilpasninger til norske forhold, for eksempel relatert til norsk klima, fjorder og innsjøer. Dette er belyst i Kapittel 3.

Fra vår kunnskap om norsk miljøforvaltning, kan det se ut som om denne er noe forskjellig fra den forvaltningen som forfatterne bak rapporten kjenner. Bl.a. vises det til (s. 42) at industrien kan bli påkrevd å stille data tilgjengelig ved Nivå 3 og Nivå 4. I norsk miljøforvaltning vil det allerede i Nivå 0 vært stilt krav til at industrien må skaffe data tilveie over innhold og konsentrasjon av stoffer i utslippet.

3. Behov for tilpasning til norske vannforekomster

Norsk miljømyndigheter og institusjoner som utfører vurderinger av hvilke konsentrasjoner som opptrer rundt et utslipp til norske vannforekomster har i flere tiår hatt forståelse av at omkring et punktutslipp vil det vanligvis være en sone der ønskelig miljøkvalitet ikke oppnås. I denne sammenhengen har man ofte beregnet omfanget av den vannmassen der vannkvalitetsklasse II (God vannkvalitet) ikke er oppfylt. I praksis tilsvarer dette størrelsen til innblandingssonen. Som tidligere nevnt er retningslinjen med den trinnvise metodikken som er beskrevet i Kap. 2 langt på vei anvendbar på norske vannforekomster. Noen tilpasninger er imidlertid aktuelle og de viktigste nevnes nedenfor.

3.1 I hvilke vannforekomster vil det være aktuelt å fastsette innblandingssoner?

Aktuelle vannforekomster hvor innblandingssoner må fastsettes vil være hvor man har et utslipp av de prioriterte stoffene. I 2005 ble det utført et litteraturstudium over bruk, produksjon og funn i miljøet (sediment, vannsøyle og biota) av de prioriterte stoffene i EQS-direktivet (Økland et al., 2005). Her ble det gjort en vurdering av videre overvåkning av stoffene i det norske miljøet. Informasjon om produksjon, bruk og utslipp er her hentet fra Klifs databaser (www.miljostatus.no) og Norske utslipp (www.norskeutslipp.no), Produktregisteret (www.klif.no/produktregisteret) og Mattilsynet (www.mattilsynet.no). Andre aktuelle kilder som kan benyttes for finne informasjon om de ulike miljøgiftene vil være, Produktinformasjonsbanken (www.pib.no), kjemikalier regelverket REACH, Grunnforurensning (www.klif.no/grunn/) og muligens Statistisk sentralbyrå (www.ssb.no). En oversikt over industrier med rapporterte utslipp til Klif og stoffer som inngår i RID-programmet (Elvetilførselsprogrammet i Klif) er gitt i **Figur 3**. Dataene er hentet fra Klifs databaser over industriutslipp.



Figur 3. Industriutslipp med stoffer som rapporterer til RID er vist med røde punkter.

For vannforekomster som er påvirket av avrenning fra gruveindustri, og særlig nedlagte gruver som ikke har regulerte utslipp, vil det være behov for å fastsette innblandingssoner. Områder hvor det har pågått gruvedrift er spredt til store deler av landet, og avrenning fra flere nedlagte gruver har klare negative effekter på det akvatiske økosystemet (www.miljostatus.no).

3.2 Fastsetting av innblandingssoner i elv og innsjø i Norge

Her er det gjort en vurdering av hvilke hovedfaktorer som det må tas hensyn til under utforming av innblandingssoner i en vannforekomst.

3.2.1 Elv

Den romlige utbredelsen av en innblandingssone vil endre seg mye i løpet av et år. I elver varierer vannføringen. Ved lave vannføringer vil et utslipp kunne få uønsket høye konsentrasjoner over en lang strekning før tilstrekkelig fortynning er oppnådd. Ved høye vannføringer kan denne strekningen bli ubetydelig. I regulering av vassdrag blir det oftest satt en minstevannføring, og for fastsetting av innblandingssoner må man spesielt ta hensyn til denne. Retningslinjen gitt av EU angir metoder for å fastsette innblandingssone i elver (Batty et al., 2010). Det er liten grunn til å anta at det er behov for avvikende metodikk for norske elver.

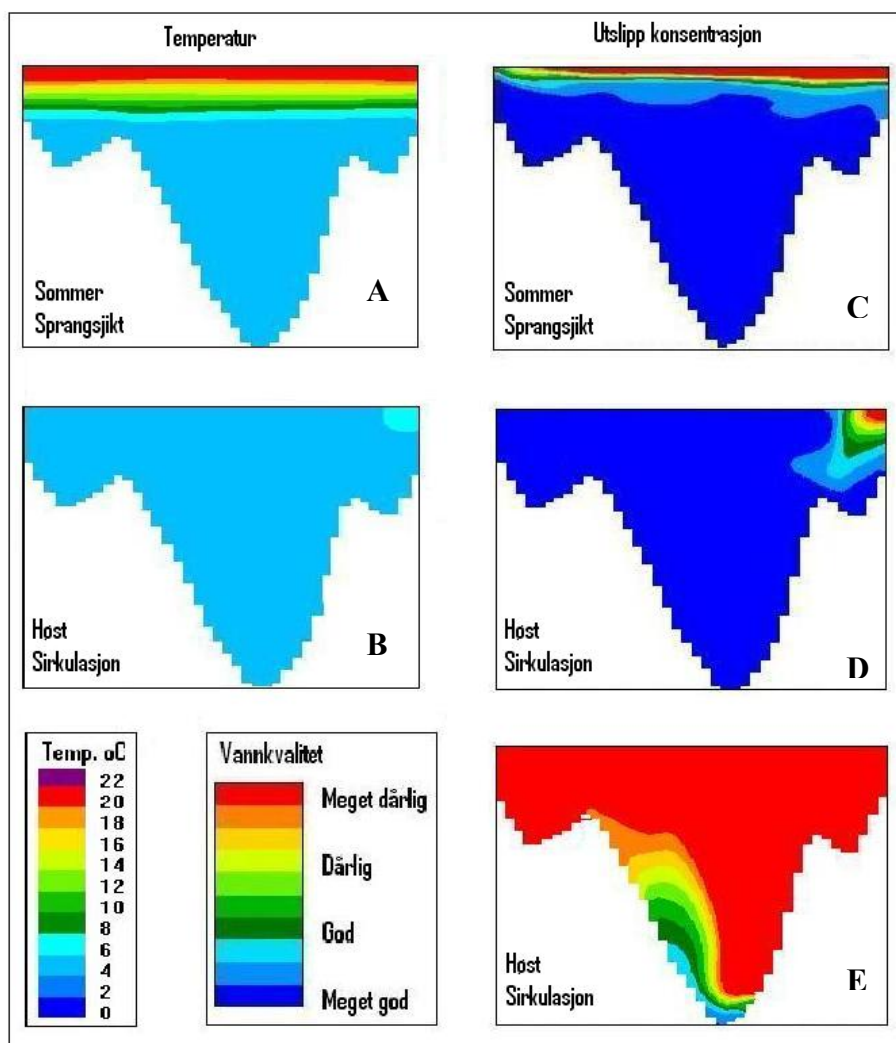
3.2.2 Innsjø

For innsjøer kan det være stor forskjell i utbredelsen av innblandingssonen gjennom en årssyklus. Innsjøene i Norge er i såpass spesielle at det kan være behov for avvikende metodikk. Vi skal her begrunne hvorfor.

Med det klimaet vi har i Norge får vi vertikal sirkulasjon i vannmassene to ganger i året. Vannet har størst tetthet ved 4°C. Om sommeren får vi varmt og lett vann nær overflaten. Det er typisk at vi får store temperatur-/tetthetsforskjeller på noen få meter som skiller det varme overflatelaget fra betydelig kaldere vann dypere ned. Dette temperatursjiktet (sprangsjiktet) skaper stabile vertikale forhold som bidrar til at stoff som tilføres overflaten blir værende der. Utover høsten/vinteren avkjøles overflatelaget og synker ned til et nivå med tilsvarende temperatur. Vi får en gradvis vertikal sirkulasjon. Stoff som tilføres innsjøen blir dermed godt blandet. Dette fortsetter inntil overflatevannet blir avkjølt til under 4°C, det blir da lettere, legger seg på toppen og fryser vanligvis etter hvert til is. Vi får da på ny vertikalt stabile forhold. Ved oppvarming av overflatelaget om våren til 4°C får vi igjen en kortvarig periode med vertikal sirkulerende vannmasser.

Vi kan tenke oss at et utslipp om sommeren kun sprer seg i det lette overflatelaget. Konsentrasjonene kan overskride EQS-verdiene slik at innblandingssonen omfatter hele overflatelaget i innsjøen, se **Figur 4**, dette vil antagelig medføre at miljømålet for vannforekomsten ikke er oppnådd, da EQS-verdier vil være overskredet for store deler av vannforekomsten. I sirkulasjonsperiodene vil utslippet bli betraktelig mer fortynnet og kan tenkes å oppnå tilfredsstillende konsentrasjoner i nesten hele innsjøen. Dersom utslippet er stort, kan det også tenkes at denne maksimale fortynningen er utilstrekkelig slik at hele innsjøen overskrider EQS-verdiene og hele innsjøen blir å betrakte som innblandingssone. Innsjøer som har slike sirkulasjons- og stagnasjonsforhold er den vanlige norske innsjøtypen og betegnes som dimiktiske.

I sirkulasjonsperiodene vil utslippet bli betraktelig mer fortynnet og kan tenkes å oppnå tilfredsstillende konsentrasjoner i nesten hele innsjøen. Dersom utslippet er stort, kan det også tenkes at denne maksimale fortynningen er utilstrekkelig slik at hele innsjøen overskrider EQS-verdiene og hele innsjøen blir å betrakte som innblandingssone. Innsjøer som har slike sirkulasjons- og stagnasjonsforhold er den vanlige norske innsjøtypen og betegnes som dimiktiske.



Figur 4. I figurene A og B vises hvordan temperaturen kan være i en norsk innsjø som har stagnasjon med sprangsjikt om sommeren (med invers temperatursjiktning om vinteren, ikke vist her) og fullsirkulasjon om høsten (og vår, ikke vist her). Som en årsak til de varierende temperaturene og omblandinger i vannsøylen vil størrelsen til innblandingssonen og konsentrasjonen til det aktuelle stoffet variere med årstid i en innsjø (Figurene C-E).

3.2.3 Tilpasninger for elver og innsjøer i Norge

I EUs retningslinje er det ikke tatt hensyn til dimiktiske innsjøer som har to sirkulasjonsperioder (høst og vår) og to stagnasjonsperioder (sommer og vinter). Dette er den vanlige norske innsjøtypen, og det må her gjøres tilpasninger for norske forhold. For elver kan retningslinjen benyttes slik den foreligger.

3.3 Fastsetting av innblandingssoner i fjorder og kystvann

En marin resipientes evne til å redusere konsentrasjonen av tilført forurensende stoff gjennom fortynning er vanligvis bestemt ved kombinasjoner av:

- Utslippets størrelse
- Topografi og størrelse, både som vannareal og som vannvolum
- Strømforhold og vannutskiftning
- Sjiktning av vannmassen

Disse egenskaper viser at det neppe finnes to resipienter som har lik resipientkapasitet, samt at kapasiteten ofte varierer over året. Til eksempel fremmet Moy et al. (2003) forslag om å inndelegte norsk kystvann i 23 vann typer. Poller, terskelfjorder, fjorder uten terskel, åpen skjærgård og kystvann har forskjellig evne til å motta utslipp av forurensende stoff og raskt redusere konsentrasjonen av disse. Poller brukes ikke lenger som resipienter for avløpsvann.

Som nevnt ovenfor har i praksis miljøvernmyndigheter og forskningsinstitusjoner i flere 10-år brukt begreper som ligger tett opp til EUs retningslinje i vurderinger av utslipp til fjorder og kystvann. I noen grad er dermed metodikken allerede innarbeidet og bør lett kunne implementeres fullt ut. I det etterfølgende omtales kort noen tilpasninger/ hensyn som da er aktuelle. En eventuell Veileder må beskrive tilpasningene mer i detalj.

3.3.1 Fjorder

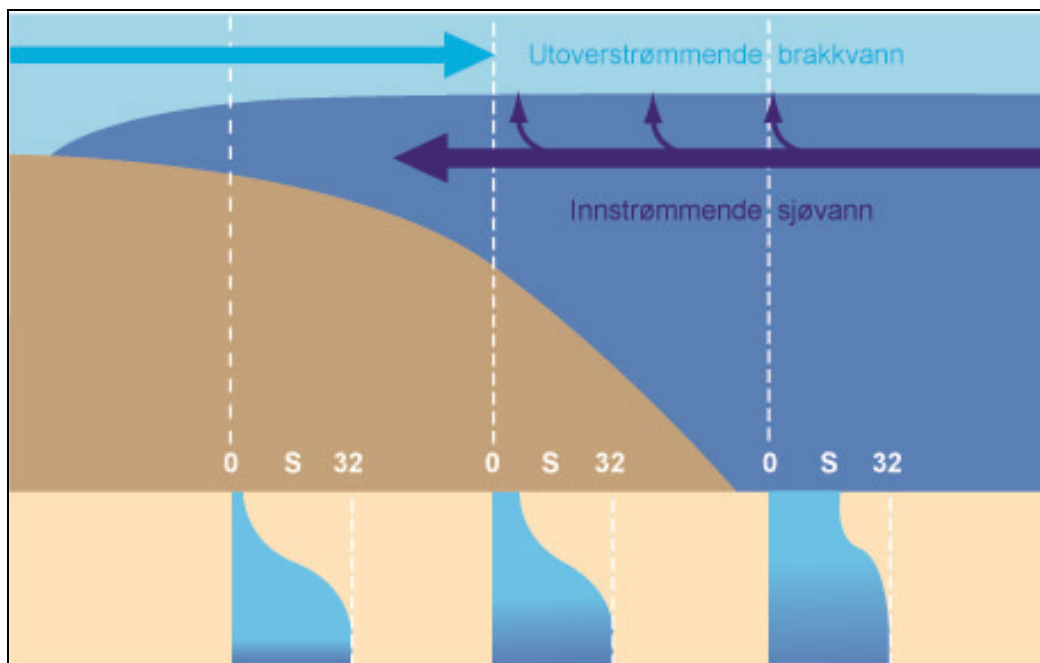
Av fjorder finnes to hovedtyper: terskelfjorder og fjorder uten terskler. Mange av terskelfjordene har byer eller industri liggende i indre del, og ofte ved utløp av vassdrag (jfr. Drammensfjorden, Frierfjorden, Førdefjorden, Trondheimsfjorden). Dette kan bety at utslippene blir liggende i nærheten av elvemunninger og at særlige hensyn til økosystemet i elvemunningen krever ekstra aktsomhet når utslipp vurderes.

Fjorder uten betydelige terskler: disse er det en del av (jfr. Kristiansandsfjorden), og i forhold til terskelfjordene er oftest resipientkapasiteten bedre. Dette bestemmes av mange faktorer som i varierende grad kan kreve tilpasning. Særlig gjelder det:

1. Ferskvannstilførselen: ved en betydelig ferskvannstilførsel oppstår to forhold som er av betydning ved bestemmelse av en innblandingssone, og begge illustreres i **Figur 5**. For det første dannes et 2-veis strømsystem med utoverstrømmende brakkvannslag over en mindre omfattende inngående sjøvannsstrøm. Dette er typisk for elvemunninger og terskelfjorder. Man vil vanligvis unngå å slippe avløpsvann til brakkvannslaget.

Blanding av ferskvann og sjøvann danner en vertikal sjiktning (se nedre del av **Figur 5**).

Ferskvannstilførselen kan variere med en faktor 10-20 over året, som igjen medfører store variasjoner i både strømsystem og sjiktning – som igjen kan påvirke utstrekningen av en innblandingssone i de øvre 10-15 m av vannsøylen. Det vil være nødvendig å avgjøre hvordan denne skal fastlegges (for eksempel maksimum, gjennomsnitt, minimum, en valgt persentil, mv.).



Figur 5. Eksempel på strømsystem og saltholdighet i en elvemunning. Under et utstrømmende brakkvannslag kommer innstrømmende sjøvann. Figurens nedre del illustrerer at saltholdigheten (S) øker i horisontal retning utover fra elvemunningen, og vertikalt mot dypet.

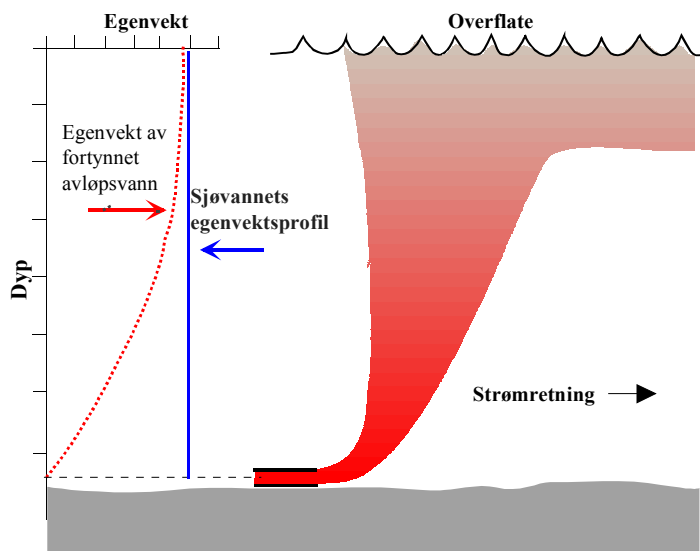
Det er vanlig å slippe avløpsvann på forholdsvis dypt vann for å beskytte strandsonen og overflatelaget ved å innlagre avløpsvannet, og samtidig redusere konsentrasjonen ved rask og stor fortynning, dvs. liten innblandingssone. For et gitt utslipp vil den fortynningen som til enhver tid oppnås være bestemt av sjiktningen og strømstyrken i det omkringliggende sjøvannet. Ved svak sjiktning (vanligvis pga. liten ferskvannstilførsel) kan avløpsvannet trenge helt opp til overflaten, men samtidig med maksimal fortynning og liten innblandingssone. Ved et sterkt og dyptliggende sprangsjikt blir avløpsvannet innlagret dypere, men samtidig med mindre fortynning og en større innblandingssone (jfr. **Figur 6** og **Figur 7**). Dette betyr at ønsket om en liten innblandingssone kan komme i konflikt med ønsket om å beskytte overflatelaget ved å innlagre avløpsvannet. I nærheten av elvemunninger vil det også være viktig å unngå at avløpsvannet innlagres i den inngående sjøvannsstrømmen som kan føre – det fortynnede - avløpsvannet tilbake til det sårbare økosystemet i elvemunningen.

2. Strømforhold: Ovenfor er nevnt hvordan variasjoner i den ferskvannsdrevne sirkulasjonen kan påvirke størrelsen av en innblandingssone hvis denne befinner seg i dette systemet. Tidevannsstrøm er en annen helt sentral faktor i utbredelse og fortynning av avløpsvann. I Norge dominerer det halvdaglige tidevannet som oftest betyr at strømretning og strømhastighet varierer med en periode på ca. 12,4 timer – ”ideelt sett” kan strømmen gå fram

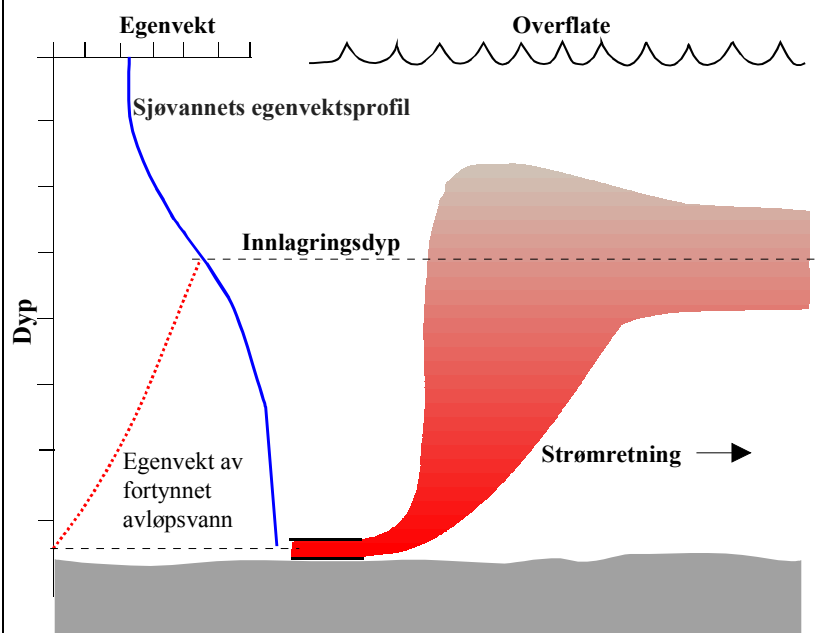
og tilbake. Dette betyr at en innblandingssone kan ha en elliptisk form, med utslippspunktet liggende i midten.

Tidevannet er lite på Sørlandet, men øker raskt fra Vestlandet og nordover (**Figur 8**). Dette betyr sterkere tidevannsstrømmer og bedre vannutskiftning. "Fortynning tar tid" og i forhold til innblandingssonen kan derfor sterk tidevannsstrøm i Nord-Norge føre til større innblandingssoner enn i Sør-Norge. På den annen side vil sterk strøm ofte medføre økt turbulent blanding og dermed større fortynning. Dette kan være et forhold som bør beskrives spesielt i en evt. Veileder.

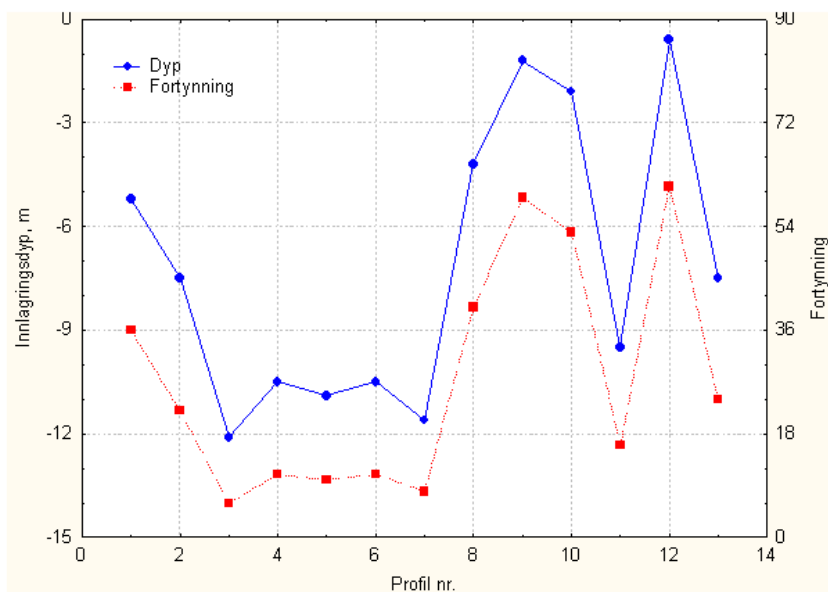
Dyputslipp uten innlagring av avløpsvannet



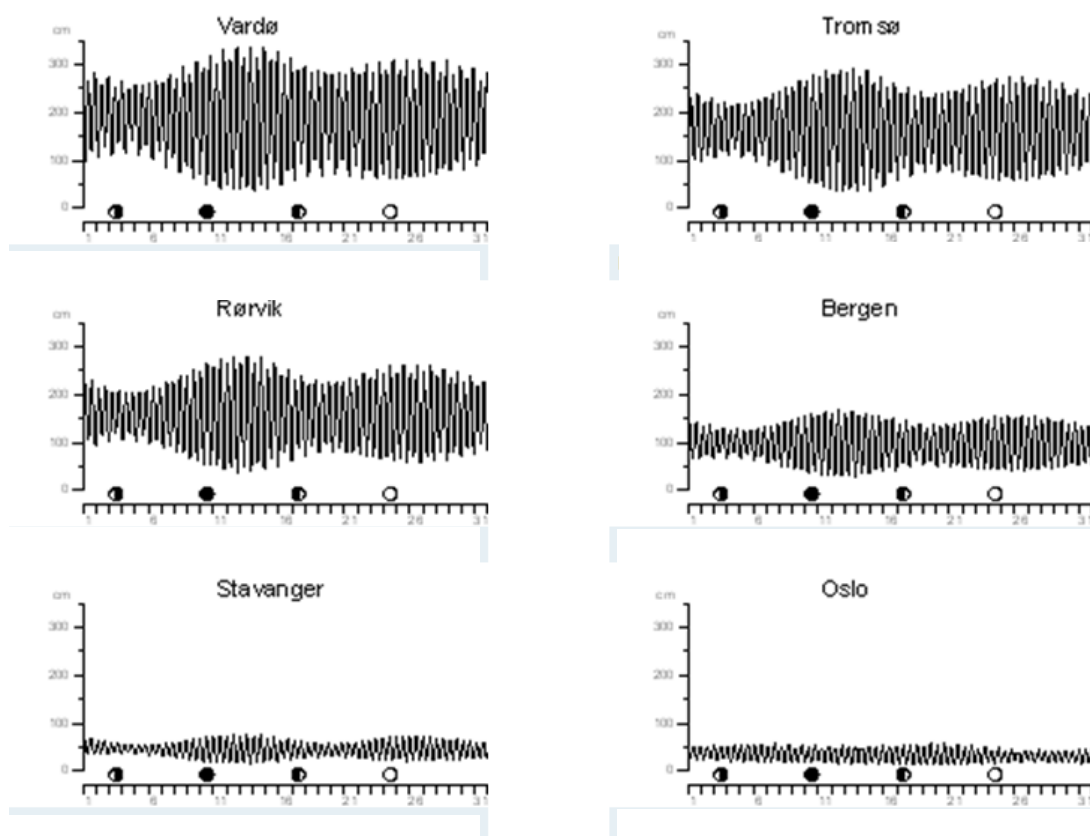
Dyputslipp med innlagring av avløpsvannet



Figur 6. Illustrasjon av dyputslipp til sjøvann. Øverste figur viser en situasjon uten vertikal sjiktning i vannmassen (konstant egenvekt) da avløpsvannet ikke kan innlagres, men når helt til overflaten. Nederste figur viser en situasjon med vertikal sjiktning (egenvekten øker med dypet) og innlagring av avløpsvannet.



Figur 7. Eksempel på innlagring og fortynning av avløpsvann for et utslipp i 15 m dyp. Beregningene er utført for 13 ulike situasjoner. NB: Dagens praksis er utslipp på vesentlig større dyp.



Figur 8. Tidevannskurver over en måned for utvalgte havner fra Oslo til Vardø. Tidevannsstrømmer og tidevannets betydning for vannutskiftningen øker mye fra sør til nord. Kilde: Statens Kartverk (vannstand.no).

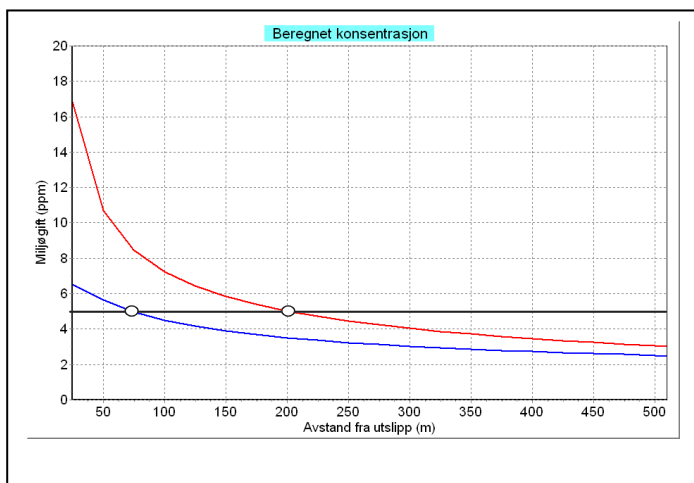
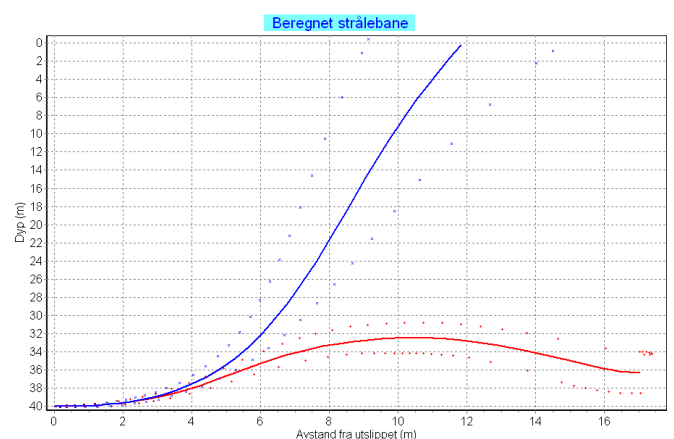
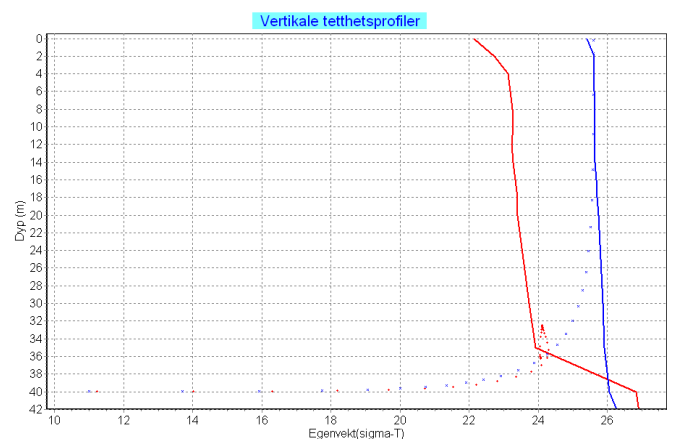
3.3.2 Skjærgård og kystvann

Det meste av det som ovenfor er nevnt for fjorder vil i prinsippet også gjelde for utslipp i skjærgård og kystvann. Sammenlignet med fjorder bør imidlertid tre forhold nevnes:

1. Ferskvannstilførselen er vanligvis svært liten, og det medfører at den vertikale sjiktningen gjennomgående er svakere enn i fjorder. Dette fører til at innlagring av avløpsvann kan være vanskeligere – og i alle fall med store variasjoner i innlagringsdyp og fortynning. Dette påvirker utstrekningen av innblandingssonen og dens plassering i vannsøylen.
2. For avløpsvann som innlagres i for eksempel 20 m dyp vil man oftest finne at strømstyrken er større enn inne i en fjord. Ikke alltid, men ofte. Samtidig kan den turbulente blandingen i resipienten være betydelig større enn i mer innelukkede fjorder, noe som kan kompensere for effekten av sterkere strøm.
3. Ofte er topografien ”åpnere” og vannvolumene som avløpsvann kan fortynnes i er større enn i fjordene.

Størrelsen av utslippet vil alltid være av stor betydning, men for utslipp til skjærgård og kystvann kan man erfaringsmessig ofte konkludere på Nivå 1-3. Selv for et konstant utslipp kan imidlertid variasjoner i vertikal sjiktning og strømhastighet føre til at utstrekningen av innblandingssonen kan variere svært mye – og kanskje opptil en faktor 8-10 mellom minste og største utstrekning.

Figur 9 illustrerer betydningen som ulik vertikal sjiktning kan ha for vurdering av et dyputslipp i en fjord. Til vanlig ønsker man at avløpsvannet skal innlagres, og ikke påvirke vannkvalitet eller økosystem nær overflata. Det paradoksale er imidlertid at ved en situasjon der avløpsvannet når overflata er innblandingssonen langt mindre enn ved dyp innlagring.



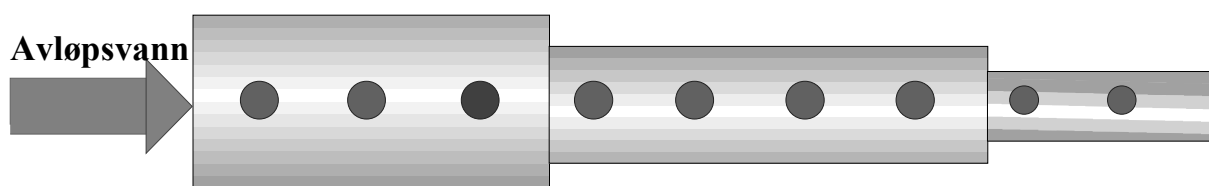
Figur 9. Eksempel på hvordan ulik vertikal sjiktning gir ulik innblandingssone ved utslipp av avløpsvann i 40 m dyp. Øverst: Den vertikale sjiktningen: Rød kurve viser sterk sjiktning i ca. 35-40 m dyp. Blå kurve viser en situasjon med svak sjiktning. Stiplede linjer viser strålebanen for avløpsvannet. Midten: Innlagring av avløpsvannet: Ved sterk sjiktning (rød kurve) innlagres avløpsvannet i ca. 34-38 m dyp. Ved svak sjiktning (blå kurve) stiger avløpsvannet helt til overflata. Nederst: EQS-verdi = 5 ppm er vist med horisontal linje. Ved svak sjiktning blir fortynningen størst (maksimal fortynningsdistanse mellom utslippsdyp og innlagringsdyp). I disse to situasjonene når innblandingssonen henholdsvis ca. 70m og ca. 200 m fra utslippet.

Variasjoner i strømhastighet vil også påvirke utstrekningen av innblandingssonen. ”Fortynning tar tid” og i for eksempel 200 m avstand fra et utslipp oppnås oftest høyere fortynning lav hastighet enn ved høy hastighet.

Dette betyr at for å kunne vurdere utstrekningen av en innblandingssone må det oftest gjøres beregninger for en rekke kombinasjoner av:

1. Vannmengde eller konsentrasjon i utslippet
2. Vertikal sjiktning
3. Strømhastighet

Hvis påvirkning av overflatelag definitivt må unngås, og/eller krav til utstrekningen av innblandingssonen medfører krav om ekstra stor fortynning, bør man vurdere bruk av en diffusor. Denne monteres på enden av utslippsledningen og består av mange små hull (typisk diameter 8-15 cm) med innbyrdes avstand som oftest er 2-3 m. Diameteren på diffusoren reduseres gradvis for å opprettholde god gjennomstrømning hele veien (**Figur 10**). En slik diffusor kan øke fortynningen omkring utslippet med en faktor 3-5 og dermed redusere innblandingssonen betydelig.



Figur 10. Skisse av en diffusor. Vanligvis plasseres hullene vekselvis på begge sider så denne diffusoren kunne i praksis ha 18-20 hull.

3.3.3 Tilpasninger for fjorder og kystvann i Norge

Metodikken i EUs retningslinje vil i hovedsak passe for bruk på utslipp til fjorder og kystvann. Men det kan være behov for noen tilpasninger og konkretiseringer, som eksempelvis bestemmelse av innblandingssonen i forhold til:

- store variasjoner over tid i horisontal utstrekning og vertikal plassering i vannsøylen
- varierende saltholdighet i tid og rom (økosystem av ulik sammensetning og sårbarhet)
- situasjoner der innblandingssonene fra flere nærliggende utslipp delvis overlapper hverandre eller flere stoffer i samme utslipp har ulike innblandingssoner.

Ovenfor er også nevnt betydningen av varierende hydrofysiske forhold langs norskekysten (eksempel tidevann). Nødvendige tilpasninger og metodikk kan konkretiseres i en Veileder.

3.4 Metodikk og kriterier for fastsetting av innblandingssoner

En detaljert beskrivelse av metodikk og kriterier ligger utenfor rammen for denne utredningen. I tillegg til det som er nevnt ovenfor vil vi nevne noen temaer som må vurderes når metodikken skal beskrives.

Karakterisering av utslippet:

Hvis man under Nivå 0 finner at avløpsvann i et utslipp inneholder en aktuell miljøgift og med konsentrasjon høyere enn EQS-verdier (årlig og maks. verdi), kan det være minst tre forhold som må vurderes:

- Gjelder dette bare ett stoff? Det er ikke uvanlig at avløpsvann i et utslipp inneholder flere miljøskadelige stoffer som hver kan gi grunnlag for å bestemme en innblandingssone
- Gjelder dette bare ett utslipp? Det er ikke uvanlig at en bedrift har flere utslipp som hver kan gi grunnlag for å bestemme en innblandingssone eller at man fastsetter en samlet innblandingssone
- Er det betydelige variasjoner over tid mht. mengde og konsentrasjon? Dette har åpenbar betydning for å bedømme risikoen for akutt eller kronisk påvirkning, og størrelsen av en innblandingssone.

Karakterisering av fortynningen i nærsone ved utslippet:

Denne problemstillingen møter man allerede i Nivå 1. Med fortynningen i nærsone (primærfortynningen) menes fortynningen som oppstår ved den umiddelbare turbulente blandingen mellom avløpsvann og resipientvann. I stor grad bestemmes dette av selve energien i avløpsvannet (utstrømningshastighet og masse), mens andre faktorer er selve plasseringen av utslippet (sted og dyp), utslippsarrangementet (hulldiameter i forhold til vannmengde, diffusor med mange små hull), vertikal sjiktning på stedet og strømforhold.

Hvordan bestemme utstrekningen av innblandingssonen:

Variasjoner i utslippsmengder, konsentrasjoner i avløpsvann, sjiktning, strømforhold osv. gjør at konsentrasjoner – og utstrekning - av innblandingssonen vil variere mye både i tid og i rom. Det bør derfor fastlegges metodikk og kriterier for en tilstrekkelig god beskrivelse av variasjonene. Deretter kan utstrekningen av innblandingssonen bestemmes på statistisk grunnlag, som for eksempel etter maksimalverdi, en høy (80-90) persentil eller gjennomsnittsverdi/median. Det statistiske måltallet bør gis i for eksempel en Veileder.

Et annet spørsmål av betydning er om størrelsen av innblandingssonen skal være fast gjennom hele året, uavhengig av for eksempel vannføring i elva eller vassdraget.

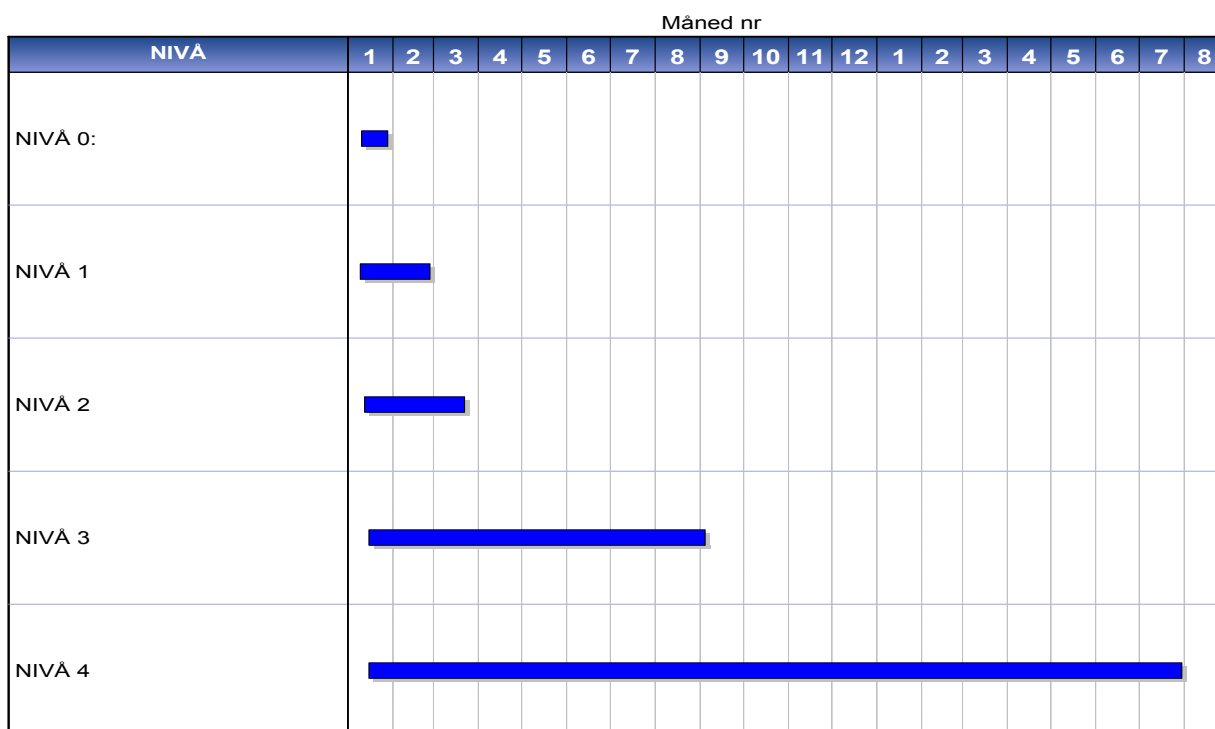
For utslipp der avløpsvannet inneholder flere stoffer som kan ha ulike innblandingssoner er det behov for å avgjøre om det skal beregnes innblandingssoner for hvert stoff, eller om man skal definere en innblandingssone som omfatter alle stoffene.

4. Ressursbruk og kostnader

Retningslinjen inneholder vurderinger på 5 nivåer, med økende kompleksitet og varighet (jfr. **Tabell 1** og **Figur 11**). Bruk av ressurser og tilhørende kostnader og varighet vil variere fra sak til sak, og særlig kan man forvente store variasjoner på nivåene 3 og 4. Med det forbeholdet, antydes nedenfor hvilke ressurser og kostnader som kan være knyttet til de ulike nivåene i retningslinjen.

Tabell 1. Illustrasjon av hvilke arbeidsoppgaver/ressurser som kan være aktuelle på de forskjellige nivåene. Spørsmålsteget illustrerer oppgaver som opplagt må vurderes fra sak til sak.

| Arbeidsoppgave | Nivå 0 | Nivå 1 | Nivå 2 | Nivå 3 | Nivå 4 |
|------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Administrasjon | X | X | X | X | X |
| Analyser av løpsvann | ? | ? | X | X | X |
| Modeller/Beregninger | | X | X | X | X |
| Feltarbeid/prøvetaking | | | ? | ? | X |
| Analyser av prøver | | | ? | ? | X |
| Databearbeiding | | | ? | ? | X |
| Rapport | | X | X | X | X |



Figur 11. Illustrasjon av mulig tidsforbruk på de forskjellige nivåene. Merk at dette kan variere mye fra sak til sak, og særlig hvis det må gjøres omfattende datainnsamling på nivåene 3-4.

Nivå 0: Overordnet vurdering

Hvis tilstrekkelige analyser av avløpsvannet foreligger er dette en ren skrivebordsvurdering som utføres av den aktuelle bedriften eller av Klif. Arbeidet kan gjøres innen vanlig arbeidstid. I tillegg kommer reisekostnader ved evt. møter.

Nivå 1: Innledende screening

Her gjøres enkle beregninger av fortynning og forventede konsentrasjoner i ulike avstander fra utslippet. For å kunne utføre dette med rimelig sikkerhet kreves både generell kunnskap om strømforhold, vannutskiftning og fortynning i den aktuelle typen av resipient samt erfaring med konsentrasjonsberegninger. Det kan være nyttig å søke etter eksisterende relevante hydrografiske eller vannkjemiske data fra resipienten.

For en slik type jobb vil en bedrift ofte finne det hensiktsmessig å engasjere et konsultentselskap eller en forskningsinstitusjon. Varighet: 1-2 måneder til ferdig rapport. Kostnad: Ca NOK 50 000-100 000. I tillegg kommer reisekostnader ved befaring og evt. møter.

Nivå 2: Enkle beregninger av innblandingssonens utstrekning

I forhold til nivå 1 er beregningene mer avanserte, med bruk av enkle modeller og god kunnskap om resipienten – eller den aktuelle type resipient. Normalt vil en bedrift engasjere et konsultentselskap eller en forskningsinstitusjon til dette.

For oppsett og kontroll av modellen behøves data fra resipienten. Hvis datagrunnlaget er mangelfullt er det vanligvis nødvendig med iverksettelse av feltarbeid med målinger og innsamling av prøver.

Varighet: uten feltarbeid 2-3 måneder til ferdig rapport. Hvis datamangel tilsier målinger/prøvetaking i resipienten er varigheten vanskelig å si noe sikkert om fordi dette avhenger av hvilke data som mangler, og om de må innsamles til spesielle årstider.

Kostnad uten feltarbeid: NOK 75 000 – 100 000. I tillegg kommer reisekostnader ved befaring og evt. møter.

Nivå 3: Detaljerte beregninger av innblandingssonens utstrekning

I forhold til nivå 2 er beregningene betydelig mer avanserte. Normalt vil en bedrift engasjere et konsultentselskap eller en forskningsinstitusjon til dette. Det er viktig med god kunnskap om resipienten – eller den aktuelle type resipient.

For oppsett og kontroll av modellen behøves data fra resipienten og om avløpsvannet. Man vil ofte finne at datagrunnlaget er mangelfullt og at det er nødvendig med feltarbeid med målinger og innsamling av prøver for å komplettere datagrunnlaget.

Varighet: uten feltarbeid 3-6 måneder til ferdig rapport. Hvis datamangel tilsier målinger/prøvetaking i resipienten er varigheten vanskelig å si noe sikkert om fordi dette avhenger av hvilke data som mangler, og om de må innsamles til spesielle årstider.

Kostnad uten feltarbeid: NOK 100 000-200 000. I tillegg kommer reisekostnader ved befaring og evt. møter.

Nivå 4: Omfattende undersøkelser for å bestemme innblandingssonens utstrekning

Hvis vurderingene under nivåene 2-3 ikke gir godt nok grunnlag for å fastsette utstrekningen av innblandingssonen kan det bli nødvendig med en mer omfattende og dyptgående undersøkelse. Denne må ”skreddersys” for den aktuelle resipienten, men stikkordsmessig nevnes noen aktuelle tema:

- Forbedret beskrivelse av avløpsvannet (mengder og konsentrasjoner)
- Supplerende datainnsamling for å beskrive tilstanden (vannkvalitet, økosystem, sedimenter, analyser av biota) i resipienten. Her kan innholdet variere i forhold til om dette gjelder eksisterende utslipp eller et nytt utslipp.
- Supplerende datainnsamling som grunnlag for beregning av innlagring og fortynning, med tilsvarende konsentrasjoner (målinger av vertikal sjiktning, strømhastighet og – retning).

Varigheten av denne datainnsamlingen er vanskelig å bedømme fordi dette avhenger av både hva som allerede finnes og om noe av materialet må innsamles til spesielle årstider. Men som et ”rundt tall” kan settes 8-12 måneder.

Beregninger av konsentrasjoner – og dermed av innblandingssonen – kan kanskje gjøres med tilsvarende modeller som er aktuelle under nivåene 2-3. Men det kan også være aktuelt med vesentlig mer kompliserte modeller (3-dimensjonale modeller blir mer og mer vanlig). Hvilken modell som skal brukes bør avgjøres før planleggingen av feltarbeidet, og datainnsamlingen gjennomføres med bl.a. hensyn til hvilke data som modellen krever..

Kostnadene er vanskelig å bedømme, men det er realistisk å regne med NOK 500 000 - 1 000 000. Ved krevende utredninger og mye datainnsamling, kan det forventes at kostnadene vil øke ytterligere.

5. Konklusjon

I vannforekomster hvor man har utslipp av de prioriterte stoffene vil det være aktuelt å fastsette innblandingssoner. Modeller og tilnærmelser for fastsetting av innblandingssoner som er beskrevet i EUs retningslinjer tilsvarer langt på vei den praksis som er benyttet i Norge i dag. Retningslinjen som er utarbeidet av EU er dermed velegnet, men visse tilpasninger og hensyn må tas til norske vannforekomster, slik som innsjøer og fjorder.

Det vil være aktuelt å utarbeide en egen retningslinje med tilpasninger og beskrivelse av metodikk for bruk på norske forhold.

6. Referanser

Batty, J., Niebeek, J., Rodriguez-Romero, J., & M., D. 2010. Common implementation strategy guidance on setting mixing zones under the EQS directive (2008/105/EC). *Technical Guidance Document - Mixing zones*, s. 90.

Moy, F., Bekkeby, T., Cochrane, S., Rinde, E., & Voegelé, B. 2003. Marin karakterisering. Typologi, system for å beskrive økologisk naturtilstand og forslag til referansenettverk. FoU-oppdrag knyttet til EUs rammedirektiv for vann. *NIVA-rapport 4731*, s. 90.

Økland, T.E., Wilhelmsen, E., & Solevåg, Ø. 2005. A study of the priority substances of the Water Framework Directive. *Klif-rapport TA-2140/2005*, s. 104.

Klima- og forurensningsdirektoratet
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06 06
E-post: postmottak@klif.no
Internett: www.klif.no

| | |
|---|----------------------------------|
| Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning (NIVA) | ISBN-nummer 978-82-577-5815-8 |
|---|----------------------------------|

| | | |
|---|--|------------------------|
| Oppdragstakers prosjektansvarlig Sissel Brit Ranneklev | Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Kjersti Furset | TA-nummer 2724/2010 |
| | | SPFO-nummer |

| | | | |
|--|------------|----------------|---|
| | År 2010 | Sidetall 30 | Klima- og forurensningsdirektoratet s kontraktnummer O-10433 |
|--|------------|----------------|---|

| | |
|---------------------------------|----------------------------------|
| Utgiver NIVA (L. nr. 6080-2010) | Prosjektet er finansiert av Klif |
|---------------------------------|----------------------------------|

| |
|--|
| Forfattere Sissel Brit Ranneklev, Jarle Molvær og Torulv Tjomsland |
| Tittel Common implementation strategy – Guidance on setting mixing zones under the EQS-directive (2008/105/EC) – Vurdering av retningslinjens betydning for norske forhold |
| Sammendrag EU har utarbeidet en retningslinje for bestemmelse av innblandingssoner under EQS-direktivet (2008/105/EC). Retningslinjen er vurdert blitt vurdert med hensyn til norske forhold. I vannforekomster hvor man har utslipp av de prioriterte stoffene vil det vil være aktuelt å fastsette innblandingssoner. Modeller og tilnærmelser for fastsetting av innblandingssoner som er beskrevet i EUs retningslinjer, tilsvarer langt på vei den praksis som er benyttet i Norge i dag. Retningslinjen som er utarbeidet av EU er dermed velegnet, men visse tilpasninger og hensyn må tas til norske vannforekomster, slik som innsjøer og fjorder. Det vil derfor være aktuelt å utarbeide en egen retningslinje med tilpasninger til norske forhold. |

| | |
|---|--|
| 4 emneord Innblandingssoner EQS-direktivet Prioriterte stoffer Norge | 4 subject words Mixing zones EQS-directive Priority substances Norway |
|---|--|

Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,

0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@klif.no

www.klif.no

Om Klima- og forurensningsdirektoratet

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) er fra 2010 det nye navnet på Statens forurensningstilsyn. Vi er et direktorat under Miljøverndepartementet med 325 ansatte på Helsefyr i Oslo. Direktoratet arbeider for en forurensningsfri framtid. Vi iverksetter forurensningspolitikken og er veiviser, vokter og forvalter for et bedre miljø.

Våre hovedoppgaver er å:

- redusere klimagassutslippene
- redusere spredning av helse- og miljøfarlige stoffer
- oppnå en helhetlig og økosystembasert hav- og vannforvaltning
- øke gjenvinningen og redusere utslippene fra avfall
- redusere skadevirkningene av luftforurensning og støy

TA-2724 /2010